OUKA
The University of Osaka
Institutional Knowledge Archive

Title	硫黄補填好気-嫌気式活性汚泥法の脱窒・脱リン機能
Author(s)	橋本, 奨; 古川, 憲治; 塩山, 昌彦
Citation	水質汚濁研究. 1989, 12(7), p. 441-448
Version Type	VoR
URL	https://hdl.handle.net/11094/3082
rights	
Note	

The University of Osaka Institutional Knowledge Archive : OUKA

https://ir.library.osaka-u.ac.jp/

The University of Osaka

〔水質汚濁研究　第12巻 第7号　441—448　1989〕

〈論　　文〉

硫黄補塡好気—嫌気式活性汚泥法の脱窒・脱リン機能

橋本　奨*　古川憲治*　塩山昌彦*

Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Removal by Modified Aerobic-Anaerobic Activated Sludge Process

Susumu HASHIMOTO*, Kenji FURUKAWA* and Masahiko SHIOYAMA*

* Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Osaka University, 2-1, Yamada-Oka, Suita-shi, Osaka 565 Japan

Abstract

By elevating the denitrification capability of activated sludge through the addition of elemental sulfur to the anaerobic denitrification tank of modified aerobic-anaerobic activated sludge process with supplement dephosphothickener, the possibility of simultaneous nitrogen and phosphorus removal without massive internal sludge recycle was investigated using bench scale experimental equipment. Granular elemental sulfur was found to be the best substance as the supplement reduced sulfur source in the anaerobic denitrification tank of modified aerobic-anaerobic activated sludge process. 96.6% of influent TOC, 80% of influent T-N and 70% of influent T-P were successfully removed under 20 hours of operational retention time by this treatment method.

Important operational parameters of this simultaneous nitrogen and phosphorus removal process were revealed to be the nitrate loading rate and ORP for the anaerobic denitrification tank. The best treatment result was obtained under the operational condition of 0.028 g NO_3-N$\cdot g^{-1}$ MLSS$\cdot d^{-1}$ and $(E_h)_7 = 200$mV for the anaerobic denitrification tank.

Key words: simultaneous nitrogen and phosphorus removal, modified aerobic-anaerobic activated sludge process, granular elemental sulfur, dephosphothickener

1．緒　　言

下廃水の生物学的窒素除去法としてこれまでに **Fig. 1** に示すような種々の方法が開発されてきた。これらの方法のうち，現在最も有望視されている汚泥循環式の生物学的窒素除去法（例えば，Barnard 法や嫌気—好気式高濃度活性汚泥法）は脱窒反応の水素供与体として流入下廃水や汚泥中の有機物を利用できるので，外部からメタノール等の有機炭素源を補塡する，いわゆる Bringmann 法に比べ，低薬品コストで窒素除去を行えるという利点がある。しかし，これらの汚泥循環式窒素除去法では硝化槽から脱窒槽へ活性汚泥の混合液を流入廃水量の 2 ～ 4 倍の高流量で返送循環しなければならないことから，運転コストが高くつき，しかも循環法の性格上処理水中に未脱窒，未硝化の窒素化合物がどうしても残存するので，窒素除去率が約 80～90%で頭打ちになるという欠点がある。外部から有機炭素源を補塡することなく，しかも活性汚泥の大量返送循環を要しない窒素除去法として Wuhrmann 法（好気—嫌気式活性汚泥法）があるが，活性汚泥法の内生脱窒能を利用する処理方法であることから，巨大な脱窒槽を必要とする上，高い窒素除去率を得るこ

*　大阪大学工学部環境工学科　〒565　大阪府吹田市山田丘 2－1

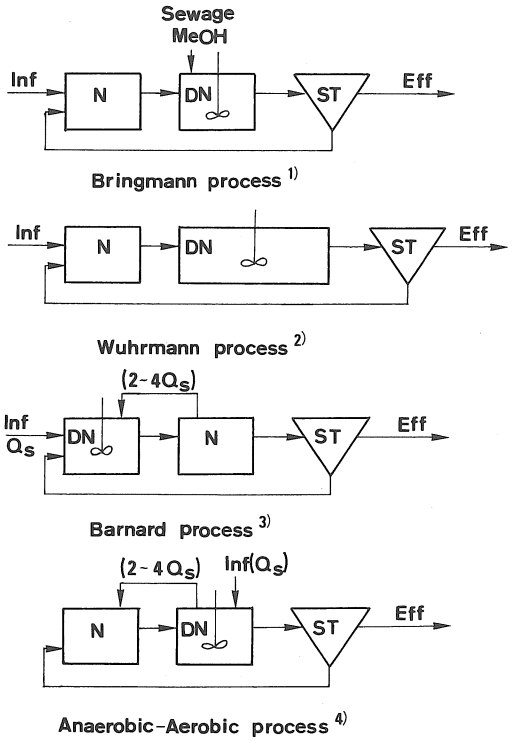

Fig. 1 Typical biological nitrogen removal process.
Inf: influent, Eff: effluent,
Q_s: influent flow rate,
N: nitrification tank,
DN: denitrification tank,
ST: settling tank, MeOH: methanol

とができないことが明らかとなり現在広く普及するに至っていない。

この Wuhrmann 法の欠点を補うべく，Wuhrmann 法の嫌気脱窒槽に安価な還元硫黄化合物と無機炭素化合物を補填して自栄養性の通性硫黄脱窒細菌 *Thiobacillus denitrificans* の働く環境を整えれば脱窒槽をコンパクトにして，迅速なる脱窒処理が可能となるはずである。さらにこのプロセスに脱リン機能を附加すれば，低コストの窒素，リンの同時除去が可能となると考えられるから，今回脱リン濃縮槽を組み込んだ Wuhrmann プロセスのベンチスケールの実験装置を組み立て，その窒素，リン除去機能について合成下水を供試下水として種々検討し，有用な知見を得たので報告する。

2．実験装置と実験方法

2.1 実験装置

Wuhrmann 法に脱リン濃縮槽を組み込んだベンチスケールの実験装置（**Fig. 2**）を用いて，**Table 1** に示す組成の合成下水の連続脱窒，脱リン試験を行った。使用した合成下水は一般都市下水の C, N, P 比とほぼ同等の C, N, P 比となるようにペプトンと肉エキスの混合割合を調整したものである。ただし，実験装置に沈殿池を使用していることから，操作の安全性を考え，都市下水の約 2 倍の濃度で実験に供した。まず，合成下水は12～16$l \cdot d^{-1}$の流量で，容量 3 ～ 4 l の好気硝化槽に供給する。好気硝化槽では，BOD 除去と並行して流入窒素が硝化菌の働きにより NO_2-N, NO_3-N にまで酸化される。続いて還元硫黄化合物を充填した容量 5 ～10l の嫌気脱窒槽で NO_3-N が活性汚泥中に集積される *T. denitrificans* の脱窒能により窒素ガスに脱窒除去される。次いで，嫌気槽活性汚泥は容量2.0l の沈殿槽に送られて固液分離される。なお，沈殿槽では，続く脱リン濃縮槽への濃縮汚泥のポンプ移送を容易にすると同時に，沈殿槽で酸素不足により活性汚泥に摂取されたリンの放出が起こらないように，沈殿汚泥をエアーリフトポンプによって常に好気状態となるように混合する。沈殿汚泥は，流入水量の0.3倍の流量で容量 2 ～3.8l の脱リン濃縮槽に送られ一定時間（10～19時間）嫌気条件下におかれる。この嫌気操作によって，上記窒素除去過程で活性汚泥に摂取除去されたリンが主として PO_4^{3-} の型で脱リン濃縮槽上澄み液中に放出される。脱リン濃縮槽にはロート状のカサを設け，内

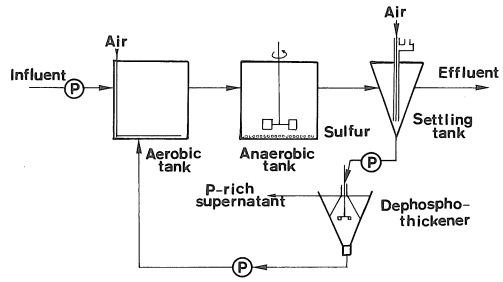

Fig.2 Flowchart of modified aerobic-anaerobic activated sludge process with supplement dephosphothickener.

Table 1 Composition of synthetic wastewater.

Peptone	0.3	$g \cdot l^{-1}$
Meat extract	0.2	$g \cdot l^{-1}$
NaCl	0.015～0.03	$g \cdot l^{-1}$
KCl	0.007～0.014	$g \cdot l^{-1}$
$CaCl_2$	0.007～0.014	$g \cdot l^{-1}$
$MgSO_4$	0.005～0.014	$g \cdot l^{-1}$
$NaHCO_3$	0.105～0.420	$g \cdot l^{-1}$

部は円板付タービン翼により20rpmで緩速攪拌された。嫌気脱窒槽，脱リン濃縮槽の嫌気度を高めるために，発泡スチロールまたはポリエチレンシートを水面上に浮かべ大気との接触を断った。すべての実験で好気槽，嫌気槽は25°Cに維持したが，沈殿槽，脱リン濃縮槽は室温（20～25°C）にて運転した。

2.2　脱窒槽への硫黄の補填

嫌気脱窒槽に補填する還元硫黄化合物として単体硫黄(S^0)を選んだ。S^0の補填方法としては，100～200メッシュの粉末硫黄を脱窒槽に補填する方法と，沈降速度の大きな粒状硫黄を嫌気槽の底部に敷き詰める方法を採用した。[7]

2.3　運転条件

硫黄補填Wuhrmann法に脱リン濃縮槽を附加した窒素，リンの同時除去法について，その最適容量比と最適運転条件を明らかにする目的で，**Table 2**に示す9種の実験を行った。実験Ⅰでは対照として，脱窒槽に硫黄を補填しない方法につきその処理機能を検討した。実験Ⅱでは，脱窒槽に粉末硫黄と沈降性$CaCO_3$を添加する方法につき検討した。実験Ⅲでは，粒状硫黄を脱窒槽の底部に敷き詰める方法につき，硝化槽，脱窒槽，脱リン濃縮槽の容量を種々変化させてその窒素，リン除去能につき検討した。

2.4　分析方法

処理水と脱リン濃縮槽上澄み液については，1日の混合試料を，好気槽，嫌気槽の水質については固液分離後の上澄み液をそれぞれNo.5Bの沪紙で沪過した後，水質分析に供した。分析はすべて下水試験方法[5]によった。ORPは飽和甘汞電極を比較電極とし，白金電極を試験電極とした㈱竹村電気製作所のORPメータ（DM-38型）を用いて測定した。

3．実験成績ならびに考察

生物学的脱リン法としては，Phostrip法[6]，A-O法[7]が知られている。いずれの方法でも，培養環境条件の変化によって起こる活性汚泥のリン吸収，リン放出能を利用するものであるが，2次処理系とは分離独立しているPhostrip法の方がプロセスの安定性は高い。そこで，**Fig. 2**に示すWuhrmann法に脱リン濃縮槽を組み込んだ実験装置を用いて合成下水の脱窒，脱リン連続試験を行った。

3.1　処理成績

Table 3に処理水質の安定した定常期における各実験の処理成績を一括表示した。

実験ⅠではWuhrmann法に脱リン濃縮槽を附加した処理法での脱窒，脱リン能を検討したが，T-Nは22%しか除去できなかった。Wuhrmann法では，75%の窒素除去率を得るのに好気槽の3.75倍の容量の嫌気脱窒槽が必要であったとの報告[8]からすると，実験Ⅰでは嫌気槽容量を好気槽の1.25倍にしかとらなかったので，実験Ⅰの低い窒素除去率の主たる原因は，嫌気脱窒槽容量の不足にあると考えられる。また，脱リン濃縮槽越流水中にNO_3-Nが6.15 mg·l^{-1}も存在したことから，脱リン濃縮槽内部は完全嫌気状態とならず，その結果，活性汚泥からのリン放出能が低下し，低いリン除去率となった。実験Ⅰの低いN，P除去率を向上させるには，脱窒槽での汚泥の脱窒能を高めればよい。そこで，活性汚泥に硫黄脱窒能を附加することによる脱窒能の向上を目指して，脱窒槽に還元硫黄化合物と無機炭素を補填した。硫黄脱窒菌の水素供与体となる還元硫黄化合物のうち，電子当量当たりの薬品コストの比較から，単体硫黄(S^0)が最も経済的であることが明らかにされている[9]。S^0はコストが安く，貯蔵が

Table 2　Reactor volume and the operational conditions.

Experimental number		Reactor volume(l)			Q_s	Q_{r1}	Q_{r2}	Form of sulfer added	Addition of inorganic carbon (g)	Influent $NaHCO_3$ conc. (g·l^{-1})
		N	DN	DP	(l·d^{-1})	(l·d^{-1})	(l·d^{-1})			
Ⅰ		4	5	2	16	4.8	2.4	—	—	0.105
Ⅱ	1	4	5	2	16	4.8	2.4	powder	($CaCO_3$) 5	0.105
	2	4	5	2	16	4.8	2.4	powder	($CaCO_3$) 15	0.105
	3	4	5	2	16	4.8	2.4	powder		0.21
Ⅲ	1	3	5	2	16	4.8	2.4	granular		0.21
	2	4	10	3.8	16	4.8	2.4	granular		0.42
	3	3	10	3.8	16	4.8	2.4	granular		0.42
	4	4	10	3.8	16	4.8	2.4	granular		0.21
	5	4	6	3.8	12	4.8	2.4	granular		0.21

N : nitrification tank,　DN : denitrification tank,
DP : dephosphothickener,　Q : influent flow rate,
Q_{r1} : flow rate from settling tank to dephosphotickener,
Q_{r2} : recycle flow rate from dephosphotickener to nitrification tank.

容易で毒性がほとんどなく，取り扱い性が良いという特徴を有することから，今回の実験では補填硫黄化合物としてS^0を選び嫌気脱窒槽に補填した。

実験II-1では，100～200メッシュの粉末$S^0$14gと沈降性$CaCO_3$ 5 gを脱窒槽に補填し，硫黄脱窒菌を活性汚泥中に集積させて，活性汚泥脱窒能の向上を計った。一週間後の処理成績を**Table 3**に示したが，硫黄脱窒菌が活性汚泥中に十分に集積されていなかったことから，窒素除去率は47%と低い上，リン除去率も同様に22.5%と低い値であった。

実験II-2では，脱窒槽での脱窒能を高めるために，脱窒槽水面上に発泡スチロールを浮かべて空気との接触を絶つとともに，さらに8.8gのS^0と15gの沈降性$CaCO_3$を添加して約1カ月間運転を継続した。窒素除去率は72%に向上したが，リン除去率は40%と依然として低い値であった。活性汚泥からのリン放出能はNO_3-Nが低いほど高い[10]。それゆえ，脱リン槽に流入するNO_3-N濃度を減少させれば，脱リン槽でのリン放出能が高まりリン除去率が向上すると考えられる。

そこで実験II-3では脱窒槽の気相部を完全密閉して気相を窒素ガスに置換し処理を継続したが，窒素，リン除去率ともに低下した。また，実験I，実験II-1，実験II-2で$CaCO_3$の補填効果は長続きしないことが明らかとなったので，実験II-3から，流入水の$NaHCO_3$濃度を0.21 g・l^{-1}に高めた。

実験IIで採用した粉末S^0補填法では，硫黄粒子に硫黄脱窒菌や活性汚泥法微生物が付着生育し，流動床に似た効果が期待できるものの，S^0が返送汚泥ライン中に蓄積して閉塞を起こし，さらにS^0粒子がシステム内を循環して好気槽で酸化されるという欠点があった。そこで，実験IIIでは嫌気脱窒槽への硫黄充填方法として，粒状硫黄を脱窒槽の底部に敷き詰める方法を採用した。この粒状S^0充填法では粉末S^0に比べ，S^0の比表面積が小さくなるという欠点があるものの，S^0による汚泥ラインの閉塞もなくS^0を脱窒槽内にのみ保持できるという利点がある。

実験III-1では，64.3gの粒状硫黄を脱窒槽に敷き詰めるとともに，硝化槽容量を4.0lから3.0lに減少させた。しかし，窒素，リンの除去率は，実験II-3と大差なく，依然として高濃度のNO_3-Nが処理水中に残存した。

実験III-2では，脱窒槽での脱窒量を増やすべく，脱窒槽容量を10lに増加させて脱窒滞留時間を長くるとともに，流入水中の$NaHCO_3$濃度も0.42g・l^{-1}に高めた。さらに，リン除去率を高めるため脱リン槽容量を2.0lから3.8lに増やした。また，硝化槽容量も3.0lから4.0lに戻した。その結果，窒素除去率は70%に回復したが，リン除去率は実験III-1よりもかえって低下した。これは，脱リン槽容量を3.8lに増やした際，空気と接する水面積が増えたためで，脱リン濃縮槽のORPは60mVに上昇した。

実験III-3では，再び硝化槽容量を4.0lから3.0lに下げることにより，硝化槽から脱窒槽へ流入するNO_3-N濃度の低下と好気槽の残存BODによる脱窒を期待することにした。一方，脱リン濃縮槽の嫌気度を高めるために脱リン濃縮槽の水面に発泡スチロールや流動パラフィンを浮かべた。その結果，窒素除去率は80%にも達し，Wuhrmann法と同じ流系図をもつ処理法としては驚異的に高い窒素除去率が得られた。処理水のNO_3-N濃度は3～8 mg・l^{-1}に低下し，リン除去率も実験III-2の21%から37%に向上した。

実験III-3の実験の後，2回の停電に見舞われて活性汚泥が腐敗し硝化活性が低下するとともに，窒素除去率が66%に低下した。この低下した硝化活性を高める

Table 3 Treatment results.

Experimental number		days of operation	Influent (mg・l^{-1})			Effluent (mg・l^{-1})				Dephosphothickener (mg・l^{-1})		pH*			Alkalinity** (mg・l^{-1})			ORP*** (mV)			MLSS (mg・l^{-1})	
			TOC	T-N	T-PO_4	TOC	T-N	NO_3-N	T-PO_4	T-PO_4	NO_3-N	N	DN	DP	N	DN	DP	N	DN	DP	N	DN
I		8	177	71.9	18.2	9.31	38.0	27.6	14.2	20.2	6.15	6.05	6.85	—	—	—	—	170	110	—	4066	3564
II	1	7	177	71.9	18.2	7.04	30.9	14.1	14.1	21.9	3.69	6.55	6.90	7.95	14.5	43.4	139.9	100	80	90	4582	3692
	2	37	177	64.2	15.7	5.23	18.0	12.6	9.44	16.2	1.42	5.70	6.90	7.65	49.1	44.3	78.9	190	80	−130	—	—
	3	6	180	60.0	16.0	6.0	21.2	17.0	10.7	16.7	0.24	7.20	7.30	7.70	29.4	76.0	96.8	140	80	−250	—	—
III	1	16	180	60.3	16.0	5.9	20.5	16.3	10.7	18.0	1.40	7.20	7.25	7.65	24.5	78.4	100.4	120	75	—	—	—
	2	9	183	58.0	16.0	5.7	17.4	12.5	12.6	16.1	1.91	7.90	7.50	7.95	—	—	—	135	125	60	2360	2084
	3	38	183	62.0	16.0	5.69	12.4	6.11	10.1	15.6	2.23	7.80	7.60	7.60	191	253	233	55	5	30	2138	1700
	4	5	177	54.7	16.7	5.90	15.5	4.96	8.35	—	0.53	7.15	7.85	7.20	108	156	117	90	−110	−190	1792	1624
	5	27	177	56.4	16.0	6.0	11.0	4.0	4.8	25.0	0.50	7.10	7.05	6.95	44.7	68.0	80.9	20	−40	−230	1862	1531

* Figures indicate the pH value of the reactor.

** Figures indicate the alkalinity of the reactor.

*** Figures indicate the ORP of the reactor.

N : nitrification tank, DN : denitrification tank, DP : dephosphothickener.

べく，実験III-4では硝化槽容量を3.0lから4.0lに増加させるとともに，脱リン濃縮槽でのリン放出能を高める目的で脱リン濃縮槽に1 NのHClを5～10ml・d^{-1}添加した。その結果，窒素除去率は71.2%に回復し，リン除去率も49.6%に高まった。

脱リン濃縮槽のNO_3-N濃度がほぼ0 mg・l^{-1}であるのに，脱リン濃縮槽上澄み液中のPO_4^{3-}濃度が高くならないのは，硝化槽で活性汚泥に吸収されたリンが脱窒槽中でかなり放出されていることに原因があると考えられた。そこで，実験III-5では，脱窒槽のNO_3-N負荷を高めるべく脱窒槽容量を10lから6 lに減少させるとともに，好気槽での硝化率を上げることを意図して，流入廃水量を16l・d^{-1}から12l・d^{-1}に低下させた。約1カ月間この運転条件で処理を継続した結果，脱窒槽中のPO_4^{3-}濃度が低下してリン除去率は70%に高まった。窒素除去率も80%となり，ほぼ当初の目的である窒素，リンの安定した同時除去を達成することができた。

3.2 脱窒槽での窒素除去機能について

実験Iと実験IIの処理成績の比較から脱窒槽に粉末硫黄と沈降性$CaCO_3$を補填することにより活性汚泥中に硫黄脱窒菌が安定して組み込まれ窒素除去率が47.1%から70%に高まることがわかる。また，補填硫黄の形態を運転操作性のよい粒状に変えるとともに，流入水に$NaHCO_3$を補填した実験IIIでも70～80%の高い窒素除去率を維持できたことから，Wuhrmannプロセスの窒素除去能を高めるには脱窒槽中に粒状硫黄を補填する方法が最適と考えられる。

次に，この粒状硫黄補填のWuhrmann法の窒素除去機能につき検討してみた。**Fig. 3**に硫黄補填Wuhrmann法の流系図を示す。まず，粒状硫黄の補填により活性汚泥中に*T. denitrificans*が集積され，どの程度活性汚泥の脱窒能が高まったかを**Table 4**に示した。実験Iと実験III-5の実験データの比較から，硫黄補填により活性汚泥の脱窒能が約2倍に高まったことがわかる。

このように，粒状S^0補填好気—嫌気式活性汚泥法の脱窒能は活性汚泥の内生脱窒能と硫黄脱窒細菌の脱窒能が合わさったもので，脱窒槽の培養環境条件と脱窒槽のNO_3-N負荷量により影響を受ける。**Fig. 4**には，脱窒槽のNO_3-N-SS負荷量〔$L_N=(Q_S+Q_R)N_N/$

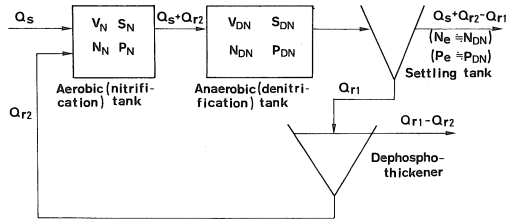

Fig. 3 Flow diagram of modified aerobic-anaerobic activated sludge process with supplement dephosphothickener.

Q_s : influent flow rate (l・d^{-1})
Q_{r1} : sludge wasting rate (l・d^{-1})
Q_{r2} : sludge recycle rate from dephosphothickener (l・d^{-1})
V_N : aerobic tank volume (l)
V_{DN} : anaerobic tank volume (l)
N_N : NO_3-N conc. in aerobic tank (mg・l^{-1})
N_{DN} : NO_3-N conc. in anaerobic tank (mg・l^{-1})
N_e : effluent NO_3-N conc. (mg・l^{-1})
S_N : MLSS conc. in aerobic tank (mg・l^{-1})
S_{DN} : MLSS conc. in anaerobic tank (mg・l^{-1})
P_N : PO_4^{3-} conc. in aerobic tank (mg・l^{-1})
P_{DN} : PO_4^{3-} conc. in anaerobic tank (mg・l^{-1})
P_e : effluent PO_4^{3-} conc. (mg・l^{-1})

Table 4 Comparison of denitrification capability of Wuhrmann process with that of modified Wuhrmann process.

Treatment method	Denitrification rate (g No_3-N・g^{-1} MLSS・d^{-1})
Wuhrmann process (Experiment I)	0.0304
Modified Wuhrmann process (Experiment III-5)	0.0593

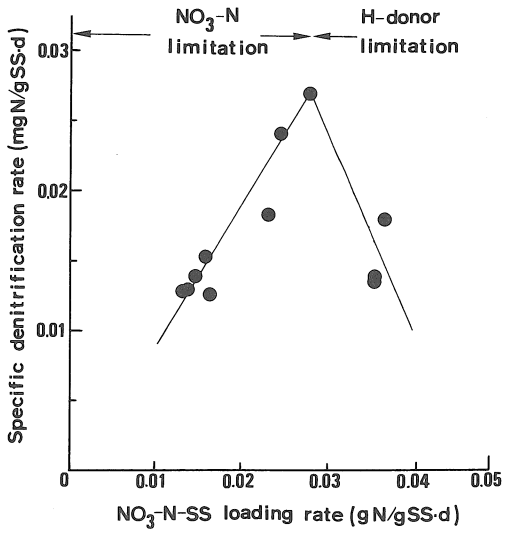

Fig. 4 Relationship between NO_3-N loading rate and specific denitrification rate for the anaerobic denitrification tank.

$V_{DN}S_{DN}$〕と比脱窒速度〔$(Q_s+Q_r)(N_N-N_{DN})/V_{DN}S_{DN}$〕の関係を示した。$L_N=0.028$ gNO$_3$-N・g^{-1}MLSS・d^{-1}で最大の比脱窒速度が得られた。$L_N<0.028$ gNO$_3$-N・g^{-1}MLSS・d^{-1}のプロットは脱窒槽中の NO$_3$-N 濃度が1.0 mg・l^{-1}以下の NO$_3$-N 律速領域のものであるので，NO$_3$-N-SS 負荷量の増大に伴い比脱窒速度が向上している。一方，$L_N>0.028$g NO$_3$-N・g^{-1}MLSS・d^{-1}のプロットは処理水中に高濃度の NO$_3$-N が残存し脱窒の水素供与体が不足して脱窒反応を律速している領域のもので，NO$_3$-N-SS 負荷量の増大に伴い比脱窒速度がかえって低下している。即ち，硝化槽から脱窒槽への持ち込み DO 量，BOD 量等により変化する脱窒槽の ORP 値が，NO$_3$-N-SS 負荷量の高い領域で高かったことから，脱窒反応が阻害されていたことを示している。

3.3 脱窒槽でのリンの挙動

脱リン濃縮槽でのリン放出量を上げるため処理水中の NO$_3$-N が低くなるように脱窒槽を運転すると，脱窒槽中のリン濃度が高くなり，リン除去率の向上しないことが実験的に明らかとなった。つまり，脱窒槽中の NO$_3$-N 濃度を押さえるべく，脱窒槽を NO$_3$-N 律速条件下で運転すると，硝化槽で摂取されたリンの一部が脱窒槽で放出されてしまう。**Fig. 5** には脱窒槽における NO$_3$-N 負荷量と脱窒槽でのリン放出量〔$(Q_s+Q_r)(P_e-P_N)/V_{DN}S_{DN}$〕との関係を示した。図から明らかなように，NO$_3$-N 負荷量の低い NO$_3$-N 律速条件下でリン放出速度が高く，NO$_3$-N 負荷量の高い領域で未脱窒の NO$_3$-N が高濃度存在するとリン放出速度が押えられている。この脱窒槽 NO$_3$-N 濃度とリン放出速度との関係を **Fig. 6** に示した。この図から，脱窒槽における活性汚泥からのリン放出速度が NO$_3$-N 濃度の低い領域で高くなることが確認できた。

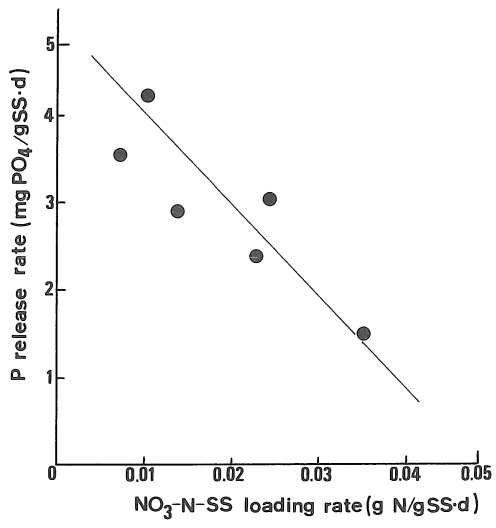

Fig. 5 Relationship between NO$_3$-N loading rate and phosphorus release rate for the anaerobic denitrification tank.

脱窒槽における活性汚泥からのリンの放出は，NO$_3$-N 濃度以外にも，溶存酸素濃度，pH，温度，有機物濃度，S^{0}濃度等の種々の因子により影響を受ける。これら因子の影響は，酸化還元電位(ORP)によって総合的に評価することができる。各実験において測定した標準水素電極に対する電位差(E_h)を pH7.0におけるE_h値$(E_h)_7$に補正し，この値と脱窒槽におけるリン放出能との関係を **Fig. 7** に示した。脱窒槽活性汚泥からのリン放出速度は，$(E_h)_7$が200mV 以下で急速に高くなることが明らかである。

以上，本処理プロセスの窒素，リン除去率に大きく影響する脱窒槽での窒素除去とリン放出について検討した結果，両者間にはトレード・オフの関係のあることがわかった。つまり，窒素除去率を上げるべく脱窒量を高めると，脱窒槽 NO$_3$-N 濃度が低下してE_h値が下がるが，下げすぎた場合，脱窒槽の培養条件が NO$_3$-N の存在する嫌気状態（anoxic）から嫌気状態（anaerobic）に移行し，好気槽で活性汚泥に吸収除去されたリンが脱窒槽で放出され，リン除去率を押し下げる。両者の折衷点が脱窒槽の最適運転条件となる訳で，**Fig. 5**, **Fig. 7** の結果から，それらは脱窒槽の NO$_3$-N-SS負荷量が0.028 g・g^{-1}・d^{-1}，$(E_h)_7$が約200mV の条件と考えられる。

3.4 脱リン槽でのリン放出について

本プロセスのリン除去率は，脱窒槽，沈殿池でリン

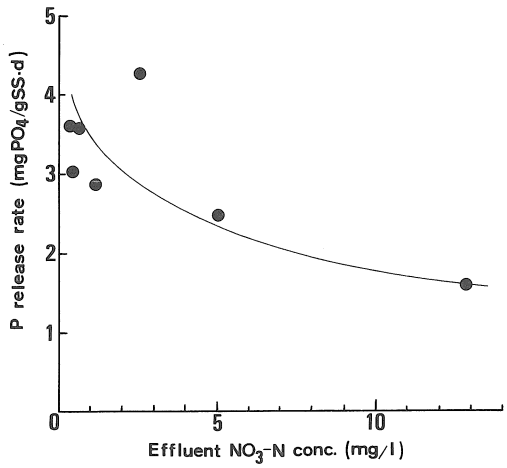

Fig. 6 Relationship between effluent NO$_3$-N concentration and phosphorus release rate.

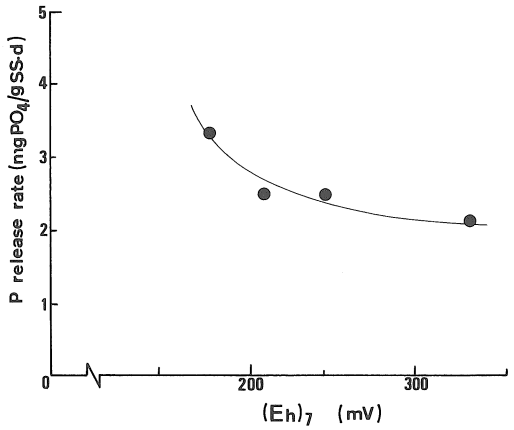

Fig. 7 Relationship between $(E_h)_7$ and phosphorus release rate.

の放出がないとするならば，脱リン槽でのリン放出によって規定される。**Fig. 8** に示したように，脱リン槽でのリン放出量は脱リン槽の ORP により支配され，$(E_h)_7$が150mV 以下の領域で極めて大きな値となる。脱リン槽の$(E_h)_7$は脱リン槽に流入する沈殿汚泥中の NO_3-N 濃度に左右され，この濃度が低いほど，脱リン槽の ORP 値は低くなりリン放出量が高まるが，この場合前述のように脱窒槽でもリンの放出が起こり，リン除去率が低下してしまう。脱窒槽を前述の最適条件下で運転した場合，処理水中に NO_3-N が数 ppm 残存することとなる。それゆえ，この条件下で脱リン槽での効率的なリン放出を計るには，脱リン槽の前に脱窒槽を設けて沈殿汚泥中の NO_3-N を完全に脱窒した後，脱リン槽に送る処理法[11]をとればよいと考えられる。活性汚泥のリン含有率が高いほど，脱リン槽で多量のリンが放出されることになるが，活性汚泥のリン含有率はすべての実験を通じて約1.5%と顕著な変化は見られなかった。

3.5 活性汚泥の沈降性

約５カ月間，脱リン槽を組み込んだ硫黄補填好気—嫌気式活性汚泥法を MLSS 測定時以外に余剰汚泥の引き抜きを行わない全酸化処理方式によって連続運転した。この期間 SVI 値は，100以下に維持することができた。本窒素，リン除去システムにおいて活性汚泥は，好気（aerobic）→嫌気（anaerobic）→嫌気（anaerobic）→好気（aerobic）というサイクルで嫌気ストレスを受けるため凝集沈降性が良好であったと考えられ，嫌気ストレスにより活性汚泥の凝集沈降性が良くなるという既往の報告[11),12)]を確認することができた。

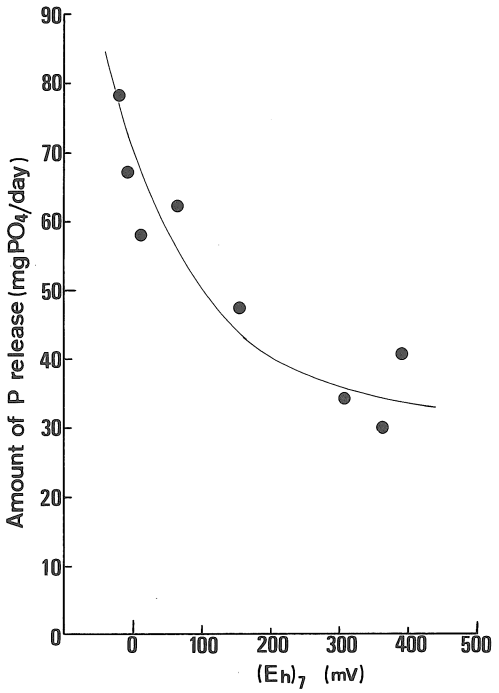

Fig. 8 Relationship between $(E_h)_7$ and the amount of phosphorus release.

4．要　　約

脱リン槽を附加した Wuhrmann 法の脱窒槽中に単体硫黄を加えることにより，活性汚泥の脱窒能を高めれば活性汚泥混合液の大量返送なしに低コストの N，P 同時除去が可能かどうか検討し，次の結論を得た。

(1) 脱窒槽への補填硫黄源としては，粒状硫黄が最も適している。

(2) 脱リン槽を附加した Wuhrmann 法の脱窒槽中に粒状の単体硫黄を補填することにより，20時間の滞留時間で TOC を96.6%，T-N を80%，T-P を70%の効率で除去することができた。

(3) 本窒素，リン同時除去法の最も大切な制御パラメータは脱窒槽への NO_3-N-SS 負荷量と ORP で，それぞれ0.028 gNO_3-N・g^{-1}MLSS・d^{-1}，$(E_h)_7$＝200mV に維持すればよい。

（原稿受理　1989年３月13日）

参　考　文　献

1）Bringmann, G. (1961) Vollstandige Biologische Stickatoff-Elimimerung aus Klarwassern im Anschluβ an ein Hochleitungs —Nitrifikations—Verfahren, *Ges.-Ing.*, 82, 233-235.

2）Wuhrmann, K. (1964) Stickstoff-und Phoshorelimination

Ergebnisse von Versuchen im technischen Maβstab, *Schweiz, Z. Hydral.*, **26**, 520-558.
3）Barnard, J.L. (1973) Biological Denitrification, *Water Pollut. Control*, **72**, 705-717.
4）橋本奨，古川憲治(1977)嫌気一好気式高濃度活性汚泥法による窒素除去，下水道協会誌，**14**，1-8.
5）日本下水道協会(1974)下水試験方法（1974年版).
6）U.S. Patent, No. 3236766.
7）Hong, S., Kisenbauer, K.S., Hartzog, D.G. & Fox, V.G. (1981) The 54th Annual WPCF Conference, Oct.
8）遠藤泰典，松尾吉高，鈴木隆幸(1973)窒素除去を目的とした新しい下水処理技術(Ⅰ)，用水と廃水，**15**，1058-1074.
9）Bisogni, J.Jr., and Driscoll, C.T.Jr. (1977) Denitrification Using Thiosulfate and Sulfide, *J. Environ. Eng. Div., Proc. ASCE*, **103**, 593-604.
11）村上孝男，宮入篤(1983)生物学的脱燐・脱窒素プロセスの実施設による運転調査，下水道協会誌，**20**(230)，62-78.
12）田中正三，松田優，鈴木熙(1983)フォストリップ法によるリン，窒素の同時除去，第20回下水道研究発表会講演集，359-361.
13）佐々木正一，明賀春樹(1983)A/O，A_2/O システムによるリン・窒素除去，*PPM*，**14**(10)，22-26.

硫黄補塡好気—嫌気式活性汚泥法の脱窒，脱リン機能

橋本　奨*　古川　憲治*　塩山　昌彦**

＊　大阪大学工学部環境工学科　＊＊　同（現在久保田鉄工㈱環境研究部）

〈水質汚濁研究　Vol.12　No.7　(1989)　pp.441～448〉

活性汚泥の大量返送循環を行わない好気—嫌気式活性汚泥法（Wuhrmann 法）の脱窒能を高めるべく，嫌気脱窒槽に単体硫黄(S^0)を添加して硫黄脱窒菌の働く環境を整えるとともに，脱リン槽を付加し，経済的な窒素，リンの同時除去が可能かどうか検討した。

Wuhrmann 法の脱窒槽に添加する硫黄源としては，粒状硫黄が最も適しており，プロセス滞留時間20時間，脱リン槽滞留時間19時間の運転条件下で TOC を96.6%，T-N を80%，T-P を70%の効率で同時除去することができた。本窒素，リン同時除去法の制御パラメータが，脱窒槽への NO_3-N-SS 負荷量と脱窒槽の酸化還元電位(ORP)であることを明らかにし，それぞれ0.028g NO_3-N・g^{-1}MLSS・d^{-1}，$(E_h)_7=200$mV に維持すれば，脱窒槽で最も高い脱窒速度が得られ，しかも脱窒槽でのリン放出を最小限に押さえることができるので，最も効率的な窒素，リンの同時除去を達成することができる。

河川を対象とした生活環境基準の適合性評価方法

吉見　洋*　芦田　賢一**

＊　神奈川県公害センター　＊＊　兵庫県立公害研究所

〈水質汚濁研究　Vol.12　No.7　(1989)　pp.449～455〉

河川における生活環境基準項目のうち，環境基準の達成，不達成を総括的に判定するための適合性評価方法が設定されているのは有機性汚濁指標である BOD のみである。環境基準は利水目的に照らし合わせて定められたものであり，他の項目についても適合性評価方法の設定は必要なものと考えられる。

本報告は上記の観点から，適合性評価方法設定のプロセスの検討，それに基づく事例研究を行い，各々の項目について環境基準値と比較するための基準値の種類および年間を通して環境基準に対する適合性を判定するための代表値の種類を提示したものである。

本報告で提案した適合性評価方法設定のプロセスは，生活環境基準項目の適合性評価方法の見直し，または，新たに項目が追加されてその設定が必要となった時，参考になるものと考えられる。